

Limnetica, 26 (1): 143-158 (2007)

© Asociación Española de Limnología, Madrid. Spain. ISSN: 0213-8409

Estudio comparativo del estado ecológico de los ríos de la cuenca del Ebro mediante macroinvertebrados y diatomeas

Javier Oscoz^{1,*}, Joan Gomà^{2,3}, Luc Ector², Jaume Cambra³, Miriam Pardos⁴ y Concha Durán⁴

¹ Departamento de Zoología y Ecología, Facultad Ciencias, Universidad de Navarra, Apdo. 177, E-31080 Pamplona, España.

² Centre de Recherche Public-Gabriel Lippmann, EVA, 41 rue du Brill, L-4422 Belvaux, Grand-duchy of Luxembourg. ector@lippmann.lu, goma@lippmann.lu

³ Departamento de Biología Vegetal, Facultad Biología, Universidad de Barcelona, Av. Diagonal 645, 08028 Barcelona. jcambra@ub.edu, jgoma@ub.edu

⁴ Confederación Hidrográfica del Ebro, P. de Sagasta 24-28, 50071 Zaragoza, España. cduran@chebro.es, mpardos@chebro.es

* Autor responsable de la correspondencia: joscoz@alumni.unav.es

RESUMEN

Estudio comparativo del estado ecológico de los ríos de la cuenca del Ebro mediante macroinvertebrados y diatomeas

Se ha estudiado durante el verano de 2002 el estado ecológico en 87 estaciones de muestreo repartidas a lo largo de la cuenca del Ebro (España) mediante diferentes índices bióticos de macroinvertebrados y diatomeas. La mayor parte de las estaciones analizadas alcanzaron al menos un nivel de estado ecológico “Bueno”, pero se vieron algunas diferencias entre los distintos tipos fluviales existentes, teniendo una mejor calidad aquellos tipos correspondientes a zonas de cabecera y ríos de montaña. En general las estaciones con un estado ecológico peor correspondían a tramos bajos de ríos cercanos a núcleos urbanos e industriales, zonas con importante actividad agrícola y ganadera o tramos por debajo de embalses. Se ha observado una correlación positiva significativa entre los índices de macroinvertebrados y diatomeas empleados, tanto en lo concerniente a los valores obtenidos, como respecto a las clases de estado ecológicas resultantes.

Palabras clave: Estado ecológico, IBMWP, IPS, CEE, IBD, macroinvertebrados, diatomeas, cuenca del Ebro.

ABSTRACT

A comparative study of the ecological state of the Ebro watershed rivers by means of macroinvertebrates and diatoms

During the summer of 2002 the water ecological status of 87 sample stations of different rivers along the Ebro River basin (Spain) was studied using different biotic indices based on benthic macroinvertebrates and diatoms. Most of the sample points studied in 2002 reached at least a “Good” ecological status but some differences between the different existing fluvial types were observed. Upper river stretches and mountain rivers had higher ecological status. In general the sampling stations with the worst ecological status level were mainly located downstream, close to urban and industrial areas, near agricultural or livestock areas or downstream dams. A positive, significant correlation was observed between macroinvertebrate and diatom indices, both concerning the values obtained and the resulting ecological status categories.

Keywords: Ecological status, IBMWP, IPS, CEE, IBD, macroinvertebrates, diatoms, Ebro Basin.

INTRODUCCIÓN

En una situación ideal la calidad del agua debería analizarse mediante el uso de parámetros físicos,

químicos y biológicos, con el fin de tener un amplio espectro de información que ayudara a interpretar los resultados para lograr una gestión más eficaz de este recurso. Sin embargo, debido

al coste y volumen de trabajo que esto supone, no se suelen realizar todos ellos simultáneamente, o sólo se hacen ante algunas situaciones concretas.

El coste y la laboriosidad que representaría analizar mediante métodos químicos todos los posibles contaminantes hacen que en la práctica sólo unos pocos de ellos se analicen. Aunque la información que proporcionan estos análisis químicos es valiosa y precisa, están limitados por detectar, generalmente, sólo vertidos puntuales. Esto ha llevado a prestar una mayor atención a los índices biológicos, los cuales reflejan el estado general de calidad del agua e integran los efectos producidos por diferentes agentes estresantes, lo que proporciona una medida general de su impacto. Además, dichos índices no sólo reflejan el estado en el momento del muestreo, sino también hacen referencia a situaciones que se hayan producido en fechas anteriores. Todo ello hace que en los estudios sobre calidad de aguas los análisis biológicos se conviertan en un importante complemento a los análisis químicos, no debiendo considerarse de ninguna manera como métodos excluyentes. Esta complementariedad e importancia de los análisis biológicos se recoge en la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE, DMA (European Union, 2000), donde se demanda la utilización de métodos biológicos para estimar el estado ecológico de los ríos.

Para el análisis de la calidad de las aguas y su estado ecológico mediante indicadores biológicos se han utilizado diferentes organismos: algas, diatomeas, macrófitos, vegetación riparia, invertebrados y peces. De todos ellos, los macroinvertebrados son el grupo de organismos más usados (Platts *et al.*, 1983; Metcalfe-Smith, 1994; Barbour *et al.*, 1999; Ector & Rimet, 2005), siendo los índices basados en ellos para algunos autores los más apropiados en el estudio de calidad de las aguas (Iliopoulou-Georgudaki *et al.*, 2003). Sin embargo, la mencionada DMA plantea que el análisis del estado ecológico de las aguas no se debe restringir a un sólo grupo de organismos, sino que debe hacerse sobre varios de ellos (fitoplancton, macrófitos y organismos fitobentónicos, fauna bentónica de invertebrados, fauna ictiológica), usándose varios según el tipo

de masa de agua a estudiar. Debido a ello, se ve necesario realizar estudios comparativos sobre el grado de sensibilidad que pueden tener los distintos índices utilizados ante diferentes situaciones, de manera que se pueda tener una mejor valoración de la calidad ecológica del agua.

Recientemente se han realizado algunos estudios en distintos ríos de Europa en los que se utilizan y comparan los resultados obtenidos mediante diferentes índices basados en distintos organismos (p. ej. Eulin *et al.*, 1993; Prygiel, 1994; Triest *et al.*, 2001; Hirst *et al.*, 2002; Iliopoulou-Georgudaki *et al.*, 2003; Passy *et al.*, 2004; Soinen & Könönen, 2004; Hering *et al.*, 2006). Sin embargo no existen muchos estudios en los que se combinen índices de ambos organismos en la Península Ibérica (Muñoz & Prat, 1994) aunque, centrándonos en la cuenca del río Ebro, sí se han realizado trabajos en algunas subcuencas en los que se ha utilizado por un lado las diatomeas (p. e. Gomà *et al.*, 2004; 2005, Leira & Sabater, 2005) y por otro los macroinvertebrados (p. e. Gil Quilez *et al.*, 2001; Alba-Tercedor *et al.*, 2002; Oscóz *et al.*, 2004; 2005, Lozano-Quilis *et al.*, 2006). Con este trabajo se pretende dar a conocer un primer análisis respecto a los resultados del estado ecológico de las aguas obtenidos mediante la aplicación de índices bióticos basados en diatomeas y en macroinvertebrados en toda la cuenca del Ebro, realizando a la vez una comparación entre los resultados obtenidos mediante los diferentes índices.

MATERIAL Y MÉTODOS

Este estudio se realizó en 87 estaciones de muestreo repartidas a lo largo de toda la cuenca del río Ebro (Fig. 1 y Tabla 1), estaciones que se encuadraban en siete de los ocho tipos fluviales que existen en esta cuenca de acuerdo a la clasificación de tipos fluviales establecida por el Ministerio de Medio Ambiente. El número de estaciones analizadas en cada tipo fluvial fue respectivamente: 16 estaciones en el tipo 9 (*Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea*), 26 en el tipo 12 (*Ríos de montaña mediterránea calcárea*), 15 en el tipo 15 (*Ejes mediterráneos continentales poco*

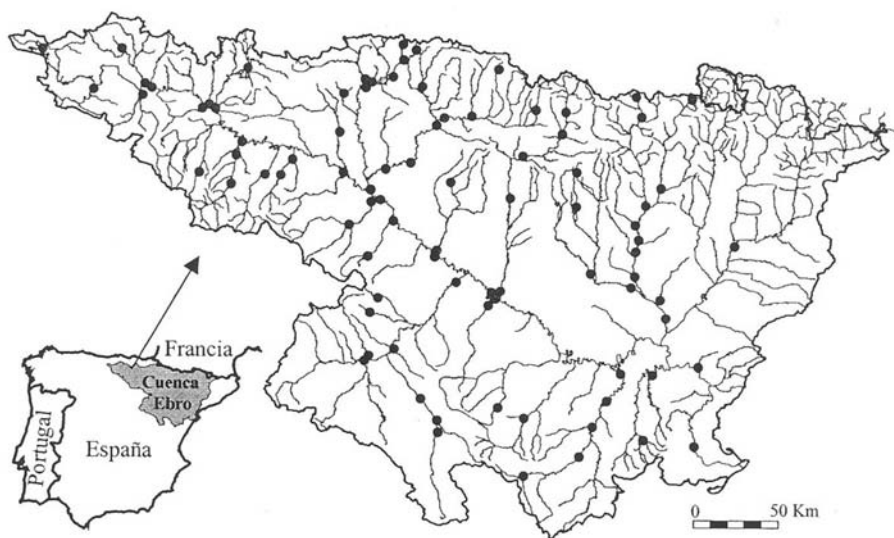


Figura 1. Área de estudio y localización de los puntos de estudio en la cuenca del río Ebro. *Study area and location of the sampling stations in the Ebro River basin.*

mineralizados), 2 en el tipo 16 (*Ejes mediterráneos continentales mineralizados*), 6 en el tipo 17 (*Grandes ejes en ambiente mediterráneo*), 15 en el tipo 26 (*Ríos de montaña húmeda calcárea*) y 7 en el tipo 27 (*Ríos de alta montaña*). Las muestras se tomaron en verano de 2002 desde julio hasta septiembre, si bien las fechas de muestreo de macroinvertebrados y diatomeas no fueron exactamente idénticas para cada punto, por haber sido realizados por operadores diferentes. En nueve estaciones de muestreo se tomaron dos muestras de macroinvertebrados en fechas diferentes, pero no separadas por más de un mes.

Para el estudio de los organismos fitobentónicos, las muestras de diatomeas se han recogido exclusivamente de la comunidad epilítica de diatomeas, descartando las comunidades de sedimentos o epifiton. Las muestras se obtenían de piedras grandes del lecho en zonas estables, con corriente y buena iluminación, donde existe una comunidad representativa de diatomeas epilíticas. El protocolo de muestreo seguido fue el contemplado en la norma europea y española UNE-EN 13946 (AENOR 2004, Confederación Hidrográfica del Ebro 2005a). Se raspaba la parte superior de las piedras escogidas (área mínima de 10 cm²), preservando di-

cho raspado en un frasco hermético que se fijaba con formaldehído al 4 %. Se realizó un tratamiento químico de este material (digestión con agua oxigenada al 33 % aplicando calor para acelerar la reacción) de acuerdo con la norma europea y española UNE-EN 14407 (AENOR 2005, Confederación Hidrográfica del Ebro 2005a) a fin de obtener suspensiones de frústulos y valvas de diatomeas. Se añadió luego ácido clorhídrico para eliminar los carbonatos cálcicos, montándose preparaciones permanentes con resina *Naphrax*[®]. De cada preparación se identificaron las especies de diatomeas al microscopio óptico, llegando siempre que fue posible al nivel taxonómico menor, y se contaron hasta un total de 400 valvas, ya que recuentos mayores no dan una mayor precisión (Prygiel *et al.*, 2002). Con los inventarios florísticos realizados en cada muestra se calcularon tres índices europeos considerados como indicadores de contaminación global (Prygiel & Coste, 1999): IPS (Cemagref, 1982), IBD (Lenoir & Coste, 1996; Prygiel & Coste, 2000) y CEE (Descy & Coste, 1990; 1991). Estos tres índices ya han sido utilizados en otros estudios realizados en la Península Ibérica (P. ej. Sabater, 2000; Almeida, 2001; Blanco *et al.*, 2004; Gomà *et al.*, 2004; 2005).

Tabla 1. Relación de estaciones de muestreo estudiadas en la cuenca del río Ebro. *List of studied sampling stations in the Ebro basin.*

Tipo Fluvial	Río	Localidad	UTM
<i>Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea (Tipo 9)</i>	Alcanadre	Ontiñena	30T YM 574189
	Alhama	Alfaro	30T XM 026696
	Arba de Luesia	Biota	30T XM 492806
	Arba de Luesia	Gallur	30T XM 405385
	Flumen	Sariñena	30T YM 344269
	Guadalope	Aguas Abajo embalse Santolea	30T YL 270179
	Guadalope	Puente a Torrelvella	30T YL 356348
	Guadalope	Alcañiz	30T YL 434495
	Guadalope	Caspe	30T YL 526666
	Guatizalema	Siétamo	30T YM 259674
	Huerva	Zaragoza-Fuente La Junquera	30T XM 738092
	Huerva	Zaragoza-Las Fuentes	30T XM 775131
	Jalón	Áteca	30T XL 007756
	Martín	Oliete	30T XL 942404
	Matarraña	Nonaspe	30T YL 724675
	Vero	Barbastro	30T YM 617549
<i>Ríos de montaña mediterránea calcárea (Tipo 12)</i>	Aguasvivas	Blesa	30T XL 764449
	Alhama	Ventas de Baño	30T WM 904565
	Aranda	Aranda de Moncayo	30T XM 019037
	Bayas	Miranda de Ebro	30T WN 058260
	Esera	Graus	30T YM 760772
	Gállego	Anzánigo	30T XM 934975
	Guadalope	Aliaga	30T XL 944055
	Iregua	Islallana	30T WM 403861
	Isuela	Cálcena	30T XM 070123
	Jerea	Palazuelos de Cuesta Urria	30T VN 704374
	Jiloca	Calamocha	30T XL 430314
	Jiloca	Luco de Jiloca	30T XL 423386
	Jiloca	Daroca	30T XL 324521
	Jubera	Murillo de río Leza	30T WM 558948
	Leza	Leza de río Leza	30T WM 489866
	Manubles	Áteca	30T XL 012767
	Matarraña	Valderrobres	30T YL 661297
	Najerilla	Nájera	30T WM 221970
	Najerilla	Torremontalbo	30T WN 260053
	Nela	Trespaderne	30T VN 680387
	Oca	Oña	30T VN 661316
	Oja	Ezcaray	30T VM 992862
	Oroncillo	Orón	30T WN 017244
	Queiles	Los Fayos	30T XM 012374
	Rudrón	Valdelateja	30T VN 372362
	Zadorra	Durana	30T WN 294489

Tabla 1. (continuación)

Tipo Fluvial	Río	Localidad	UTM
<i>Ejes mediterráneos continentales poco mineralizados (Tipo 15)</i>	Aragón	Yesa	30T XN 467198
	Aragón	Sangüesa	30T XN 406139
	Aragón	Murillo el Fruto	30T XM 272937
	Aragón	Caparroso	30T XM 109886
	Aragón	Milagro	30T XM 025772
	Arga	Etxauri	30T WN 992385
	Cinca	Monzón	30T YM 634457
	Cinca	Pomar	30T YM 606391
	Cinca	Albalate de Cinca	30T YM 610243
	Cinca	Fraga	30T YM 792026
	Ebro	San Adrián	30T WM 876870
	Ega	Allo	30T WN 839112
	Gállego	Aguas Abajo embalse Ardisa	30T XM 850719
	Gállego	Santa Isabel	30T XM 797156
	Zadorra	Miranda de Arce	30T WN 085250
<i>Ejes medit. cont. mineralizados</i>	Jalón	Huérmeda	30T XL 175821
	Jalón	Grisen	30T XM 519220
<i>Grandes ejes en ambiente mediterráneo (Tipo 17)</i>	Ebro	Castejón	30T XM 080707
	Ebro	Tudela	30T XM 159582
	Ebro	Gallur	30T XM 399369
	Ebro	Zaragoza-Almozara	30T XM 756145
	Ebro	Flix	30T YL 977698
<i>Ríos de montaña húmeda calcárea (Tipo 26)</i>	Ebro	Tortosa	30T YL 970240
	Arakil	Asiain	30T XN 000400
	Arga	Quinto Real	30T XN 226639
	Arga	Zubiri	30T XN 222542
	Arga	Huarte	30T XN 153435
	Arga	Ororbia	30T XN 024410
	Cinca	El Grado	30T YM 671681
	Erro	Sorogain	30T XN 300596
	Esca	Sigües	30T XN 631228
	Gállego	Sabiñánigo	30T YN 173100
	Guatizalema	Santa Eulalia	30T YM 259875
	Irati	Aoiz	30T XN 337387
	Najerilla	Anguiano	30T WM 194795
	Segre	Camarasa	30T ZM 218438
	Trema	Torme	30T VN 543603
	Ubagua	Muez	30T WN 867340
<i>Ríos de alta montaña (Tipo 27)</i>	Aragón	Castiello de Jaca	30T YN 012224
	Barrosa	Frontera	30T YN 625320
	Cinca	Salinas	30T YN 646200
	Esera	Plan del Hospital	30T YN 955322
	Gállego	Biescas	30T YN 197230
	Hijar	Reinosa	30T VN 067604
	Veral	Zuriza	30T XN 783481

Para obtener las muestras de macroinvertebrados se utilizó una red de mano estándar (luz de 500 μ m) según la norma internacional (EN 27828 1994). Se muestrearon todos los hábitats diferentes previamente identificados en el tramo de muestreo, procediéndose de acuerdo a los protocolos existentes para aplicar el IBMWP (Jáimez-Cuellar *et al.*, 2002; Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005b). La muestra recogida se transvasaba cada poco tiempo a un recipiente plástico de cierre hermético para evitar que la red se colmatara y la corriente ayudara a los organismos a escaparse. El muestreo finalizaba cuando nuevas redadas no aportaban nuevos taxones (Jáimez-Cuellar *et al.*, 2002). La muestra se etiquetaba y fijaba en el lugar de muestreo mediante la adición de formaldehído al 40 %, hasta conseguir una dilución de la muestra del 4-5 %. En el laboratorio las muestras se lavaron con agua, filtrándose con tamices de 4 y 0.4 mm de luz a fin de retirar parte del material inerte y concentrar la población de macroinvertebrados. Toda la muestra filtrada se conservaba en etanol 70 % para su posterior estudio mediante estéreo-microscopio, clasificándose hasta nivel de familia, que es el nivel requerido para el índice y se considera además un indicador fidedigno de las condiciones ambientales (Graca *et al.*, 1995; Dolédec *et al.*, 2000).

Una vez analizada la muestra se procedió a aplicar el índice IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party) antes denominado BMWP' (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). Para determinar la clase de calidad y el estado ecológico en cada estación de muestreo se han utilizado dos criterios: por un lado se han utilizado los rangos originales determinados para este índice (al que se hace referencia como IBMWP*), y por otro lado se han utilizado también los rangos de calidad delimitados previamente en la cuenca del Ebro para las diferentes ecorregiones que se determinaron en ella (Munné & Prat, 1999) (al que se hace referencia como IBMWP). Además también se calculó el valor del índice IASPT (Iberian Average Score Per Taxon).

Para comprobar si existía relación entre los valores hallados en los diferentes índices y entre los resultados según las clases de cali-

dad que cada índice reflejaba, se realizaron correlaciones paramétricas (Pearson) en el caso de las comparaciones de los valores de los índices, y no paramétricas (Spearman) en el caso de las comparaciones de las clases de calidad determinada por los distintos índices. Dichos cálculos se realizaron mediante el programa de análisis estadístico PAST (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS

En la figura 2 se muestran los resultados obtenidos en todos los puntos muestreados respecto al estado ecológico del agua según los diferentes índices empleados. La mayoría de las estaciones analizadas en el año 2002 (entre un 61 % y un 79 %, según el índice empleado) alcanzaron un estado ecológico al menos “Bueno”, que corresponde al nivel que la DMA exige. Un porcentaje bajo de los puntos analizados (entre el 6 % y el 15 %) correspondieron a las dos clases peores (“Deficiente” y “Mala”). Analizando los resultados hallados para cada uno de los tipos fluviales (Fig. 3) se observa que hay una disparidad en los resultados obtenidos, pudiendo dividirse en varios grupos. Por un lado los tipos 12 (*Ríos de montaña mediterránea calcárea*), 26

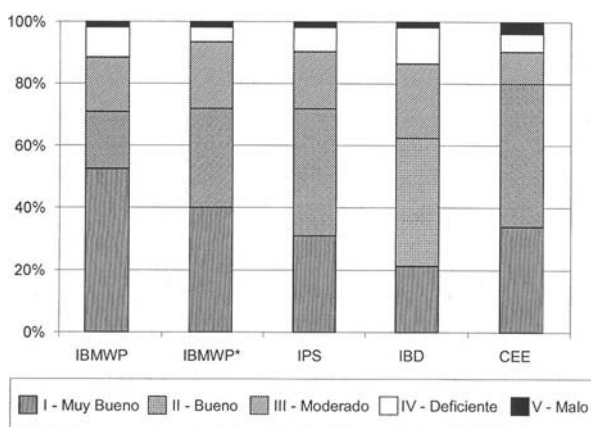


Figura 2. Porcentaje de cada categoría de estado ecológico hallada en los puntos analizados en la cuenca del río Ebro en 2002 según los diferentes índices usados. *Percentage of each ecological status category found in the sampling stations in the Ebro River basin according to different biotic indices used.*

(*Ríos de montaña húmeda calcárea*) y 27 (*Ríos de alta montaña*) donde la mayoría de las estaciones (entre el 80 % y el 100 %) alcanza al menos el estado ecológico “Bueno”. Por otra parte los tipos 9 (*Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea*) y 15 (*Ejes mediterráneos continentales*)

poco mineralizados), en los que cerca de la mitad de las estaciones (entre el 34 % y el 62 % según los distintos índices) llegan al estado ecológico “Bueno”. Por último el tipo fluvial 17 (*Grandes ejes en ambiente mediterráneo*), en el que la mayoría de las estaciones (entre el 67 % y el 100 %)

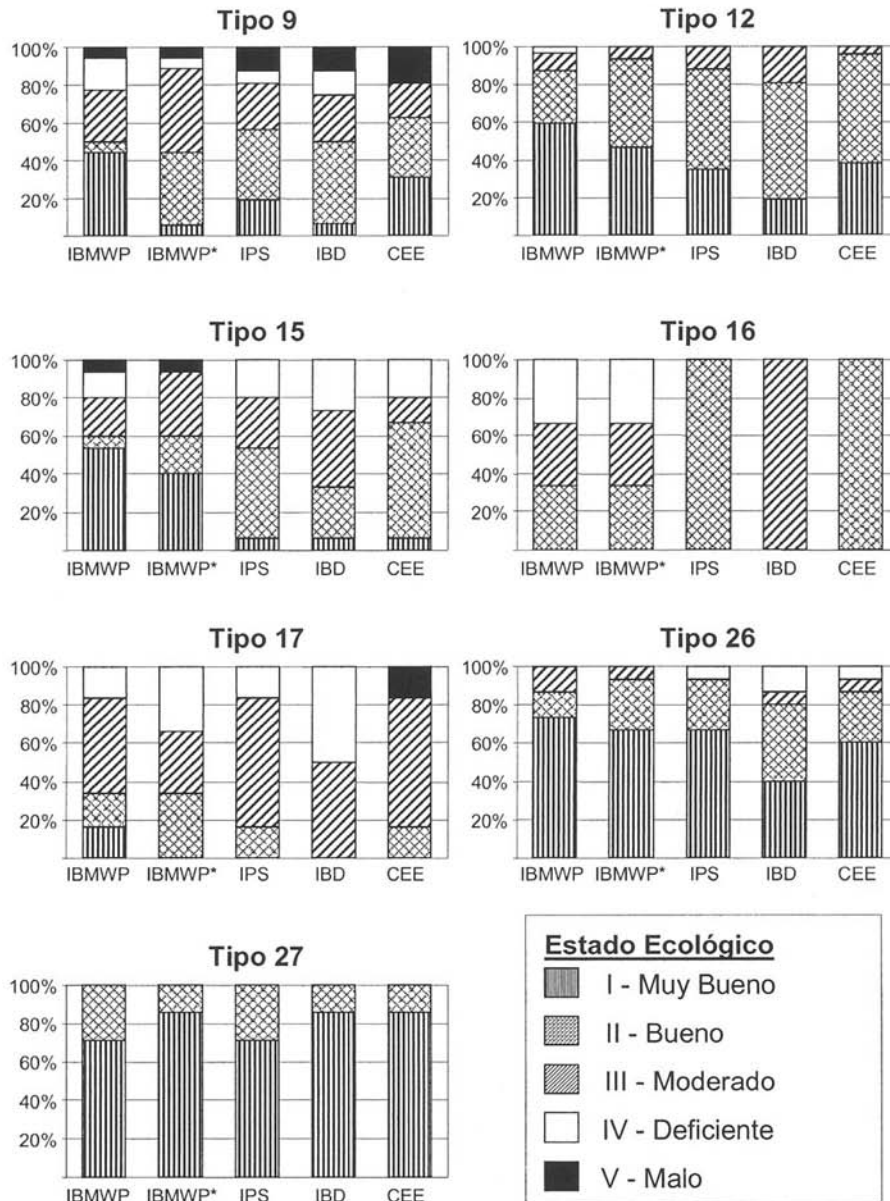


Figura 3. Porcentaje de cada categoría de estado ecológico hallada en cada ecotipo fluvial de la cuenca del Ebro en 2002 según los diferentes índices usados. *Percentage of each ecological status category found in each fluvial ecotype in the Ebro basin according to different biotic indices used.*

Tabla 2. Estaciones de muestreo en la cuenca del río Ebro (verano 2002) en los que se detectó un estado ecológico por debajo de “Bueno” y estado ecológico hallado según los diferentes índices (En la estación de Huermeda se analizaron dos muestras de macroinvertebrados). Clases de calidad: I-Muy buena, II-Buena, III-Moderada, IV-Deficiente, V-Mala. *Sample stations in Ebro River Basin (summer 2002) with ecological status lower than “Good” and determined ecological status according to the different indices used (In Huermeda sample station two samples of macroinvertebrates were analysed). Quality classes: I-High, II-Good, III-Moderate, IV-Poor, V-Bad.*

Tipo fluvial	Río	Localidad	IBMWP	IBMWP*	IPS	IBD	CEE
<i>Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea (Tipo 9)</i>	Alcanadre	Ontiñena	I	II	III	IV	III
	Alhama	Alfaro	III	III	II	III	II
	Arba de Luesia	Gallur	IV	III	III	IV	III
	Flumen	Sariñena	IV	IV	III	III	II
	Guadalope	Alcañiz	III	III	II	II	II
	Guadalope	Caspe	III	III	II	II	II
	Guatizalema	Siétamo	II	III	II	II	II
	Huerva	Zaragoza-La Junquera	V	V	V	V	V
	Huerva	Zaragoza-Las Fuentes	IV	III	V	V	V
	Martín	Oliete	I	II	III	III	III
	Matarraña	Nonaspe	III	III	I	II	I
	Vero	Barbastro	III	III	IV	III	V
<i>Ríos de montaña mediterránea calcárea (Tipo 12)</i>	Bayas	Miranda de Ebro	IV	III	II	II	II
	Guadalope	Aliaga	I	I	II	III	II
	Jiloca	Calamocha	III	III	III	III	II
	Jiloca	Luco de Jiloca	II	II	II	III	II
	Jiloca	Daroca	III	II	II	III	II
	Jubera	Murillo de río Leza	III	II	I	II	I
	Najerilla	Torremontalbo	II	II	II	II	III
	Oca	Oña	I	I	II	III	II
	Oroncillo	Orón	II	II	III	II	II
<i>Ejes mediterráneos continentales poco mineralizados (Tipo 15)</i>	Queiles	Los Fayos	II	II	III	I	II
	Aragón	Sangüesa	III	III	II	II	II
	Aragón	Murillo el Fruto	I	II	III	II	II
	Aragón	Caparroso	I	II	III	III	II
	Aragón	Milagro	IV	III	III	III	III
	Arga	Etxauri	IV	III	IV	IV	IV
	Cinca	Pomar	I	I	II	III	II
	Cinca	Albalate de Cinca	I	II	III	IV	III
	Cinca	Fraga	II	III	IV	IV	IV
	Ebro	San Adrián	III	III	II	III	II
	Ega	Allo	I	I	II	III	II
	Gállego	Santa Isabel	V	V	IV	IV	IV
	Zadorra	Miranda de Arce	III	II	II	III	II
<i>Ejes medit. cont. mineralizados</i>	Jalón	Huérmeda	III & IV	III & IV	II	III	II
	Jalón	Grisen	II	II	II	III	II
<i>Grandes ejes en ambiente mediterráneo (Tipo 17)</i>	Ebro	Castejón	III	III	III	III	III
	Ebro	Tudela	III	IV	III	IV	III
	Ebro	Gallur	IV	IV	III	III	III
	Ebro	Zaragoza-Almozara	I	II	IV	IV	V
	Ebro	Flix	III	III	II	III	II
	Ebro	Tortosa	II	II	III	IV	III
<i>Ríos de montaña húmeda calcárea (Tipo 26)</i>	Arakil	Asiain	II	II	II	III	III
	Arga	Ororbía	III	III	IV	IV	IV
	Cinca	El Grado	III	II	II	IV	II

no alcanzan un estado ecológico “Bueno”. Respecto al tipo fluvial 16 (*Ejes mediterráneos continentales mineralizados*), debido al bajo número de estaciones, no resulta fácil de ser encuadrado en ninguno de estos grupos, pues según los diferentes índices el rango de estaciones que alcanzan al menos el estado ecológico “Bueno” oscila entre el 0 % y el 100 %. Sin embargo parecería estar más próximo al grupo final del tipo fluvial 17, en el que la mayoría de las estaciones no alcanzan el estado ecológico “Bueno”.

En la Tabla 2 se recoge la relación de estaciones de los distintos tipos en los que alguno de los índices detectó una calidad por debajo de “Buena”. Se observa que vuelven a ser los tipos fluviales 9 (*Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea*), 15 (*Ejes mediterráneos continentales poco mineralizados*), 16 (*Ejes mediterráneos continentales mineralizados*) y 17 (*Grandes ejes en ambiente mediterráneo*) los que tienen los peores resultados, pues entre un 75 % y un 100 % de las estaciones estudiadas en ellos son calificadas por al menos uno de los índices como de tener un estado ecológico por debajo de “Bueno”. En cambio en los tipos fluviales 12 (*Ríos de montaña mediterránea calcárea*), 26 (*Ríos de montaña húmeda calcárea*) y 27 (*Ríos de alta montaña*) alguno de los índices usados calificaron con un estado ecológico por debajo de “Bueno” sólo entre el 0 % y el 38.5 % de las estaciones analizadas.

Si se comparan los resultados hallados para cada índice en el año 2002 en toda la cuenca del Ebro (Fig. 2) se observa que el porcentaje de cada clase de estado ecológico fue diferente para los distintos índices bióticos. Así, el mayor porcentaje de puntos con estado ecológico “Muy Bueno” fue hallado mediante el índice IBMWP, y el mínimo mediante el IBD. Sin embargo, si tenemos en cuenta el límite que la DMA marca (estado ecológico “Bueno” o “Muy Bueno”), los resultados obtenidos por los distintos índices son en general similares. Así, según los índices IBMWP, IBMWP* e IPS el 72-74 % de los puntos analizados en la cuenca del Ebro alcanzarían el nivel exigido por la DMA. Por su parte el índice IBD encontraría el menor porcentaje de puntos con estado ecológico

“Bueno” o superior (62 %) y el índice CEE sería el que más estaciones calificaría dentro de ese rango (80% de ellas). Si se desglosan los resultados hallados por cada índice en cuanto al estado ecológico por tipos fluviales (Fig. 3), se observa un patrón similar al hallado en los resultados globales, siendo el IBMWP el que en general obtiene un mayor porcentaje de estaciones con estado ecológico “Muy Bueno”. Si se tiene en cuenta sólo el nivel exigido por la DMA se observa que vuelve a ser el índice IBD el que presenta el menor porcentaje de puntos dentro de la clase “Buena” o “Muy Buena”, mientras el índice CEE es el que presenta en general un mayor porcentaje de estaciones de muestreo en esas categorías. El resto de índices se suelen situar en posiciones intermedias. Esta situación únicamente es diferente en los tipos 17 y 26, donde el máximo de puntos con estado ecológico “Bueno” o superior lo marcan los índices de macroinvertebrados, o éstos más el IPS, y en el tipo 27, donde todos los puntos alcanzan al menos el estado ecológico “Bueno” según todos los índices.

Al poner en relación los valores de los dos índices de macroinvertebrados entre sí y de éstos con los tres índices de diatomeas se observó una tendencia general a que los valores mayores de un índice coincidieran con los valores mayores de los restantes (Fig. 4). Esto también se reflejó en el hecho de que el análisis de correlación aplicado a los valores de los índices hallados mostró la existencia de una correlación positiva significativa entre todos ellos (Tabla 3). El análisis de correlación de las clases de calidad halladas mediante los diferentes

Tabla 3. Análisis de correlaciones (Coeficiente de Correlación de Pearson) de los valores obtenidos por los diferentes índices bióticos en la cuenca del río Ebro el año 2002 (**: $P < 0.01$). *Pearson's correlation between biotic index values found in Ebro River basin in 2002 (**: $P < 0.01$).*

Índices bióticos	IBMWP	IASPT	IPS	IBD
IASPT	0.719 **			
IPS	0.619 **	0.655 **		
IBD	0.662 **	0.651 **	0.861 **	
CEE	0.584 **	0.604 **	0.965 **	0.856 **

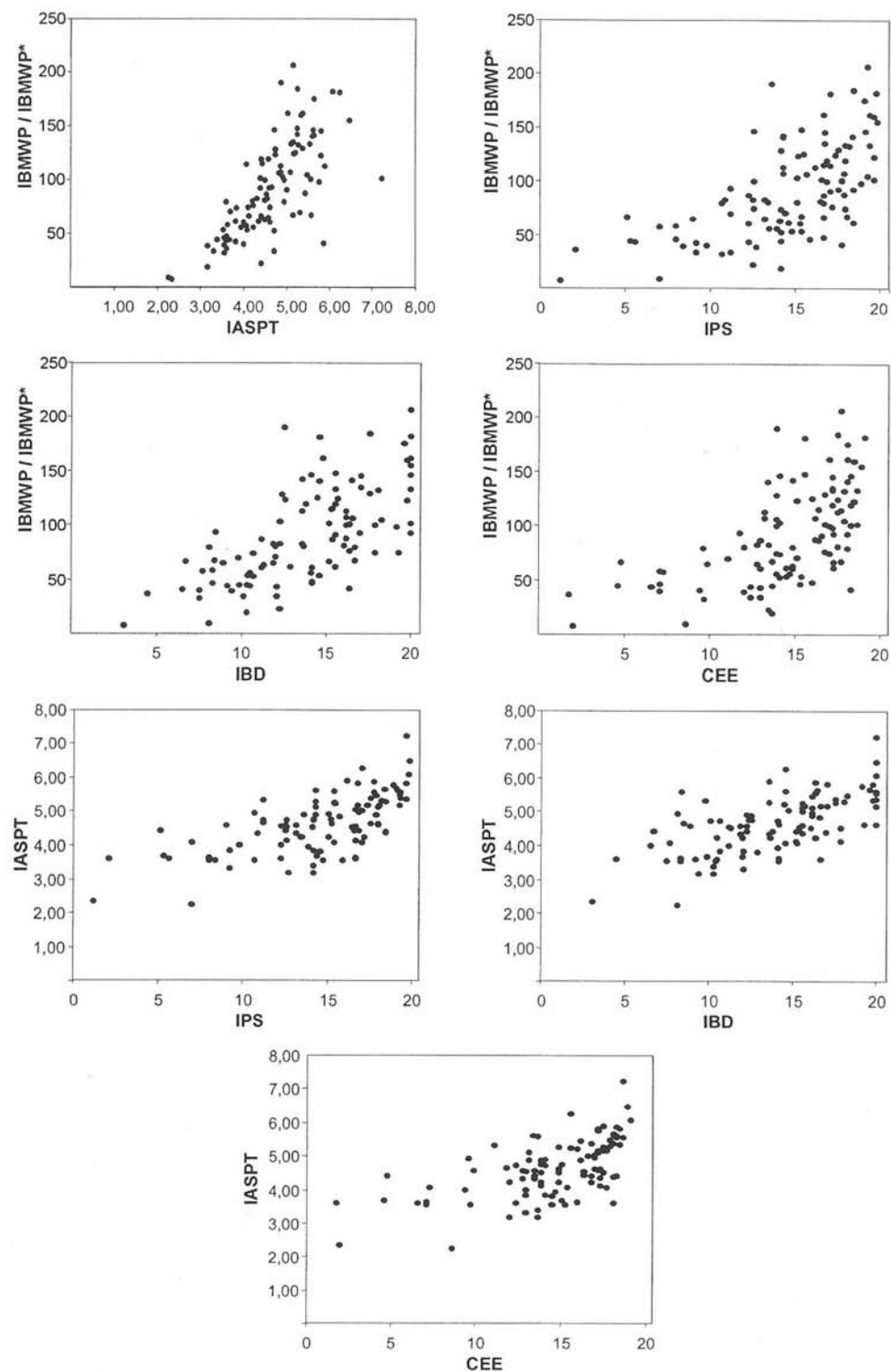


Figura 4. Relaciones entre los valores hallados con los diferentes índices bióticos de macroinvertebrados y diatomeas utilizados en las estaciones de muestreo analizadas. *Relationships between the values found with the different macroinvertebrate and diatom biotic indices used in the sampling stations analyzed.*

Tabla 4. Análisis de correlaciones (Coeficiente de correlación de Spearman) de las clases de estado ecológico marcadas por los diferentes índices bióticos en la cuenca del río Ebro el año 2002 (**: $P < 0.01$). *Spearman's correlation between ecological status categories found by different biotic indices in Ebro River basin in 2002 (**: $P < 0.01$).*

Índices bióticos	IBMWP	IBMWP*	IPS	IBD
IBMWP*	0.855 **			
IPS	0.494 **	0.589 **		
IBD	0.566 **	0.610 **	0.745 **	
CEE	0.544 **	0.571 **	0.796 **	0.790 **

índices usados mostró también que existía una correlación significativa entre todos los índices (Tabla 4).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en las 88 estaciones analizadas en la cuenca del Ebro en el año 2002 mostraron que el porcentaje de estaciones que alcanzaron el objetivo de estado ecológico “Bueno” o superior que exige la DMA se situó entre el 61 % y el 79 %. Además sólo un porcentaje pequeño de las estaciones (6-15 %) se correspondían con las dos clases de calidad peores, por lo que la situación global de la cuenca en verano del año 2002 se puede calificar como positiva. El hecho de que la situación de la calidad sea mejor en los tipos fluviales 12, 26 y 27, es decir aquellas zonas correspondientes con tramos de cabecera o con ríos de montaña, no resulta extraño debido a que son en general estos tramos altos los que han sufrido una menor degradación de sus riberas y poseen una menor cantidad de vertidos. En cambio en el resto de los tipos fluviales, correspondientes en general a tramos medios y bajos del río Ebro y de los afluentes de la Depresión del Ebro, es donde peor estado ecológico existe. Es generalmente en estos tramos en los que se ha producido un descenso en la superficie forestal adyacente y un aumento de suelo agrícola y urbano, lo cual frecuentemente supone la degradación del hábitat y la biota existente (Allan 2004). Además es en estos tramos de río medios y bajos donde se suelen asentar las mayores industrias

y poblaciones, y donde las actividades agrícolas suelen ser también más notables, todo lo cual afecta al ecosistema fluvial. Esta mejor situación respecto al estado ecológico en los tipos fluviales localizados en tramos de cabecera y montaña también se puede inferir al ver el porcentaje de estaciones de muestreo en las que alguno de los índices estudiados resultó con un estado ecológico por debajo de “Bueno”.

Respecto a las estaciones en las que se detectó una calidad inferior a la exigida por la DMA, y haciendo referencia sólo a puntos en los que esta situación era detectada tanto por uno de los índices de macroinvertebrados como por alguno de los índices de diatomeas, se puede ver que una parte importante de estos puntos se localizaban en tramos de ríos por debajo de núcleos de población importantes con un buen desarrollo industrial, cuyos vertidos alteran la comunidad de macroinvertebrados y diatomeas (Lobo *et al.*, 1995; Prenda & Gallardo, 1996; Salomoni *et al.*, 2006). Esto podría ser el caso de los ríos Arga (tramo localizado por debajo de Pamplona), Alhama (por debajo de Alfaro), Aragón (tramo por debajo de Milagro, localidad con una importante industria agroalimentaria), Gállego (tramo bajo cercano a Zaragoza con importante actividad industrial), Huerva (localidades cercanas a Zaragoza con notable implantación de industria), Vero (tramo por debajo de Barbastro), Zadorra (tramo de Miranda de Ebro aguas abajo de Victoria) o algunas zonas del Ebro (San Adrián, Tudela, Gallur o Flix). En otros casos, además de la propia presencia de núcleos de población, se podría relacionar la menor calidad con la existencia de una fuerte actividad agrícola y ganadera que suele aportar al sistema fluvial una gran cantidad de materia orgánica y además empobrece los sistemas ribereños, todo lo cual incide negativamente en la biota (Oscos *et al.*, 2005; Lozano-Quilis *et al.*, 2006). Esto podría estar ocurriendo en tramos del Cinca (zona de Fraga), Flumen (Sariñena), Arba de Luesia (Gallur), Jalón o Jiloca. También en algunas de las estaciones el estado ecológico pudo verse resentido por la confluencia de distintos afluentes que pueden repercutir negativamente en la calidad del tramo, como pudo ser el caso de diversas estaciones del río

Ebro (San Adrian, Castejón, Gallur), o las estaciones de Huérmeda en el río Jalón y Fraga en el río Cinca. Además de las influencias por contaminantes, otro factor que puede incidir negativamente sobre las comunidades de diatomeas y macroinvertebrados son las variaciones de caudal (Torralva *et al.*, 1995; Martínez de Fabricius *et al.*, 2003; Oscóz & Escala, 2006), y esto podía afectar a la fauna y flora de estaciones como las localizadas en El Grado (río Cinca), Flix (río Ebro) o Huérmeda (río Jalón). Se puede ver que en más de una estación de muestreo podía existir una sinergia de factores negativos que afectarían a la comunidad en el tramo y fueran responsables del mal estado ecológico hallado.

Por otra parte, podría parecer en algunos casos extraña la diferencia existente entre los índices de diatomeas y de macroinvertebrados a la hora de determinar el estado ecológico en algunos tramos (como por ejemplo las estaciones de Zaragoza y Tortosa en el río Ebro o algunas estaciones del río Guadalupe o el Martín). Varios factores pueden estar influyendo en la existencia de esas diferencias. En primer lugar, la diferencia existente en las fechas de muestreo de macroinvertebrados y de diatomeas. Se conoce que las comunidades de diatomeas están influidas por características medioambientales como las variaciones de caudal (Stevenson, 1984; Grown & Grown, 2001; Navarro *et al.*, 2002; Martínez de Fabricius *et al.*, 2003), por lo que si las condiciones en el tramo de estudio hubieran cambiado de manera notable se podrían encontrar resultados diferentes con los distintos índices. Sin embargo aparentemente no tuvieron lugar en las fechas de muestreo variaciones de caudal bruscas o intensas por avenidas extraordinarias, por lo que esta no parecería ser la causa de esta diferencia. También podrían explicarse estas diferencias por el distinto tiempo de reacción que tienen macroinvertebrados y diatomeas, por la distinta duración de sus ciclos vitales (Chessman *et al.*, 1999; Soininen & Kõnönen, 2004; Rimet *et al.*, 2005), pero en tal caso ambos análisis podrían estar mostrando una alteración y una recuperación ante un episodio aislado que afectaría al sistema fluvial de forma localizada, actuando en tal caso ambos tipos de índices como

herramientas complementarias. Por otra parte, salvo el caso del índice IBMWP en el que se aplican rangos de calidad específicos para cada ecotipo, en el resto de los índices los rangos que clasificaron la calidad del agua en el tramo eran generales, no diferenciándose tipos fluviales ni ecorregiones. Se podría pensar que este último factor podría haber tenido más importancia con respecto a las diferencias halladas, pues tanto el grado de correlación del IBMWP* (esto es, el índice de macroinvertebrados sin diferenciar ecorregiones) con los índices de diatomeas como los resultados por clases de calidad fueron mejores que respecto al IBMWP (el índice de macroinvertebrados considerando las diferentes ecorregiones). Así se podría decir que habría que readaptar los rangos de calidad de los índices a los diferentes tipos fluviales, pues pueden resultar poco apropiados si se utilizan con rangos generales de otras regiones. Por ejemplo, entre los propios índices de diatomeas se sabe que el IBD resulta menos apropiado para los tramos de río de montaña (Rott *et al.*, 2003), siendo más apropiado para ríos pirenaicos y mediterráneos el índice IPS (Gomà *et al.*, 2005).

Los resultados hallados en la cuenca del Ebro en el año 2002 también mostraron una correlación significativa entre todos los índices de macroinvertebrados y diatomeas estudiados, tanto en lo concerniente a sus valores como en lo concerniente a la clasificación de los tramos según las categorías de estado ecológico. Como cabría pensar, el grado de correlación fue más alto entre los índices que utilizan los mismos organismos. A pesar de las diferencias encontradas entre los diferentes índices de calidad respecto a la asignación del estado ecológico en los puntos estudiados, la distinción entre estaciones que alcanzan el nivel exigido por la DMA y las que no lo alcanzan parece ser similar entre todos los índices, lo que parece convertir a estos índices en herramientas útiles para dilucidar si un tramo de río alcanza el estado ecológico que la DMA exige.

Este estudio muestra que existe una correlación positiva significativa entre los índices de calidad basados en macroinvertebrados y los basados en diatomeas, si bien, dadas las

diferencias de sensibilidad que pueden presentar estos organismos ante las mismas alteraciones en distintos países (Guasch *et al.*, 1998) o con diferentes condiciones ambientales o ecológicas, se ve la necesidad de adaptar los rangos de estado ecológico de los índices a los existentes en distintas áreas geográficas, tal y como apuntan anteriores estudios (Eloranta & Soininen, 2002; Leira & Sabater, 2005).

Teniendo en cuenta que cada grupo de organismos presenta un nivel de sensibilidad diferente frente a distintas afecciones en el medio y que también informan sobre alteraciones a diferente escala de tiempo (Triest *et al.*, 2001; Passy *et al.*, 2004; Soininen & Könönen, 2004), se considera que el empleo de ambos tipos de índices en los estudios de calidad del agua y estado ecológico de los ríos puede resultar complementario, haciendo que se definan mejor las posibles afecciones e impactos que un río soporta.

AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento al Dr. Arturo H. Ariño (Universidad de Navarra), por su amabilidad en la resolución de las dudas planteadas, así como a la Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Ebro por facilitarnos los datos de la campaña de macroinvertebrados del año 2002.

BIBLIOGRAFÍA

- AENOR. 2004. *Norma española UNE-EN 13946:2004 Calidad del agua. Guía para el muestreo en rutina y el pretratamiento de diatomeas bentónicas de ríos*. AENOR, Madrid. 16 pp.
- AENOR. 2005. *Norma española UNE-EN 14407:2005 Calidad del agua. Guía para la identificación, recuento e interpretación de muestras de diatomeas bentónicas de ríos*. AENOR, Madrid. 20 pp.
- ALBA-TERCEDOR, J., P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA, J. CASAS, A. MELLADO, M. ORTEGA, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, S. ROBLES, C. E. SÁINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDAL-ABARCA, S. VIVAS y C. ZAMORA-MUÑOZ. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21(3-4): 175-185.
- ALBA-TERCEDOR, J. y A. SÁNCHEZ-ORTEGA. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.
- ALLAN, J. D. 2004. Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnetica*, 23(3-4): 187-198.
- ALMEIDA, S. F. P. 2001. Use of diatoms for freshwater quality evolution in Portugal. *Limnetica*, 20(2): 205-213.
- BARBOUR, M. T., J. GERRITSEN, B. D. SNYDER & J. B. STRIBLING. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and Wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 339 pp.
- BLANCO, S., L. ECTOR & E. BÉCARES. 2004. Epiphytic diatoms as water quality indicators in Spanish shallow lakes. *Vie et Milieu*, 54(2-3): 71-79.
- CEMAGREF. 1982. *Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux*. Rapport Q. E. Lyon-A. F. Rhône-Méditerranée-Corse. CEMAGREF, Lyon. 218 pp.
- CHESSMAN, B., I. GROWNS, J. CURREY & N. PLUNKETT-COLE. 1999. Predicting diatom communities at the genus level for rapid bioassessment of rivers. *Freshwat. Biol.*, 41: 317-331.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO. 2005a. *Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para fitobentos (microalgas bentónicas)*. Ministerio de Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Ebro. Comisaría de Aguas. Zaragoza. 33 pp.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO. 2005b. *Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos*. Ministerio de Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Ebro. Comisaría de Aguas. Zaragoza. 56 pp.
- DESCY, J. P. et M. COSTE. 1990. *Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes*. Contrat CEE B-71-23.

- Rapport final, Univ. Namur-Cemagref Bordeaux. 64 pp.
- DESCY, J. P. & M. COSTE. 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 24: 2112-2116.
- DOLÉDEC, S., J. M. OLIVIER & B. STATZNER. 2000. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. *Archiv Hydrobiol.*, 148(1): 25-43.
- ECTOR, L. & F. RIMET. 2005. Using bioindicators to assess rivers in Europe: An overview. In: *Modelling community structure in freshwater ecosystems*. S. Lek, M. Scardi, P. F. M. Verdonshot, J. P. Descy & Y. S. Park (eds.): 7-19. Springer Verlag Berlin Heidelberg.
- ELORANTA, P. & J. SOININEN. 2002. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *J. Appl. Phycol.*, 14: 1-7.
- EN 27828. 1994. *Calidad del agua. Métodos de muestreo biológico. Guía para el muestreo manual con red de macroinvertebrados bénticos*. (ISO 7828: 1985). 12 pp.
- EULIN, A., C. GRUARIN, H. LAVILLE & R. LE COHU. 1993. Biological quality assessment of the Garonne river with special reference to chironomid and diatom indices. *Annales de Limnologie*, 29: 269-279.
- EUROPEAN UNION. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* 327: 1-72.
- GIL QUILEZ, M. J., A. PALAU y C. FERNANDEZ MANZANAL. 2001. Calidad biológica (BMWP') de las aguas del río Cinca (Huesca). *Limnetica*, 20(1): 107-113.
- GOMÀ, J., R. ORTIZ., J. CAMBRA & L. ECTOR. 2004. Water quality evaluation in Catalanian Mediterranean rivers using epilithic diatoms as bioindicators. *Vie et Milieu*, 54(2-3): 81-90.
- GOMÀ, J., R. RIMET, J. CAMBRA, L. HOFFMANN & L. ECTOR. 2005. Diatom communities and water quality assessment in mountain rivers of the upper Segre basin (La Cerdanya, Oriental Pyrenees). *Hydrobiologia*, 551: 209-225.
- GRACA, M. A. S., C. N. COIMBRA & L. M. SANTOS. 1995. Identification level and comparison of biological indicators in biomonitoring programs. *Cienc. Biol. Ecol. Syst.*, 15 (1/2): 9-20.
- GROWNS, I. & J. GROWNS. 2001. Ecological effects of low regulation on macroinvertebrate and periphytic diatom assemblages in the Hawkesbury-Nepean River, Australia. *Regul. Riv. Res. Mgmt.*, 17: 275-293.
- GUASCH, H., N. IVORRA, V. LEHMANN, M. PAULSSON, M. REAL & S. SABATER. 1998. Community composition and sensitivity of periphyton to atrazine in flowing waters: the role of environmental factors. *J. Appl. Phycol.*, 10: 203-213.
- HAMMER, Ø., D. A. T. HARPER & P. D. RYAN. 2001. PAST: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9 pp.
- HERING, D., R. K. JOHNSON, S. KRAMM, S. SCHMUTZ, K. SZOSZKIEWICZ & P. F. M. VERDONSHOT. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwat. Biol.*, 51: 1757-1785.
- HIRST, H., I. JÜTTNER & S. J. ORMEROD. 2002. Comparing the responses of diatoms and macroinvertebrates to metals in upland streams of Wales and Cornwall. *Freshwat. Biol.*, 47: 1752-1765.
- ILIOPOULOU-GEORGUDAKI, J., V. KANTZARIS, P. KATHARIOS, P. KASPIRIS, T. GEORGIADIS & B. MONTESANTOU. 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators*, 2: 345-360.
- JÁIMEZ-CUELLAR, P., S. VIVAS, N. BONADA, S. ROBLES, A. MELLADO, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, J. CASAS, M. ORTEGA, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, C. E. SÁINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDAL-ABARCA, C. ZAMORA-MUÑOZ y J. ALBA-TERCEDOR. 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica*, 21(3-4): 187-204.
- LEIRA, M. & S. SABATER. 2005. Diatom assemblages distribution in catalan rivers, NE Spain, in relation to chemical and physiographical factors. *Wat. Res.*, 39: 73-82.
- LENOIR, A. & M. COSTE. 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board

- Network. In: *Use of Algae for Monitoring Rivers II*. B. A. Whitton & E. Rott (eds.): 29-45. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Innsbruck.
- LOBO, E. A., K. KATO & Y. ARUGA. 1995. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area, Japan. *Freshwat. Biol.*, 34: 191-204.
- LOZANO-QUILIS, M. A., A. PUJANTE y F. MARTÍNEZ-LÓPEZ. 2006. Estudio del estado ecológico de las cabeceras de los ríos Bergantes, Mijares y Palancia (Castellón, España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)*, 101: 57-70.
- MARTÍNEZ DE FABRICIUS, A. L., N. MAIDANA, N. GÓMEZ & S. SABATER. 2003. Distribution patterns of benthic diatoms in a Pampean river exposed to seasonal floods: the Cuarto River (Argentina). *Biodiversity and Conservation*, 12: 2443-2454.
- METCALFE-SMITH, J. L. 1994. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate community. In: *The rivers handbook (II)*. P. Calow & G. E. Petts (eds.): 144-170. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- MUNNÉ, A. & N. PRAT. 1999. *Regionalización de la cuenca del Ebro para el establecimiento de los objetivos del estado ecológico de sus ríos*. Informe para la Confederación Hidrográfica del Ebro (Oficina de Planificación Hidrológica). Zaragoza. 186 pp.
- MUÑOZ, I. & N. PRAT. 1994. A comparison between different biological water quality indexes in the Llobregat Basin (NE Spain). *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 25: 1945-1949.
- NAVARRO, E., H. GUASCH & S. SABATER. 2002. Use of microbenthic algal communities in ecotoxicological tests for the assessment of water quality: the Ter river case study. *J. Appl. Phycol.*, 14: 41-48.
- OSCOZ, J., F. CAMPOS, & M. C. ESCALA. 2004. Calidad biológica de las aguas del río Larraun (Navarra) (1996-1997). *Ecología*, 18: 11-20.
- OSCOZ, J., P. M. LEUNDA., R. MIRANDA y M. C. ESCALA. 2005. Calidad biológica de las aguas en el río Erro (Navarra, N España) (2001-2002). *Ecología*, 19: 59-74.
- OSCOZ, J. y M. C. ESCALA. 2006. Efecto de la contaminación y la regulación del caudal sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del tramo bajo del río Larraun (Norte de España). *Ecología*, 20: 245-256.
- PASSY, S. I., R. W. BODE, D. M. CARLSON & M. A. NOVAK. 2004. Comparative environmental assessment in the studies of benthic diatom, macroinvertebrate, and fish communities. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 89(2): 121-138.
- PLATTS, W. S., W. F. MEGAHAN & G. W. MINS-HALL. 1983. *Methods for evaluating stream, riparian and biotic conditions*. Gen. Tech. Rep. INT-138. Ogden, UT. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 69 pp.
- PRENDA, J. & A. GALLARDO. 1996. Self-purification, temporal variability and the macroinvertebrate community in small lowland mediterranean streams receiving crude domestic sewage effluents. *Arch. Hydrobiol.*, 136: 159-170.
- PRYGIEL, J. 1994. Comparaison de six indices diatomiques et deux indices invertébrés pour l'estimation de la qualité de l'eau de la rivière Sensée (France). *Ecologia Mediterranea*, 20(1/2): 121-133.
- PRYGIEL, J. & M. COSTE. 1999. Progress in the use of diatoms for monitoring rivers in France. In: *Use of Algae for Monitoring Rivers III*. J. Prygiel, B. A. Whitton & J. Bukowska (eds.): 39-56. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai.
- PRYGIEL, J. et M. COSTE. 2000. *Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées*. N F T 90-354. 134 pp. Agences de l'Eau-Cemagref, Bordeaux (<http://cemadoc.cemagref.fr/exl-doc/pub/2000/BX2000-PUB00008265.pdf>).
- PRYGIEL, J., P. CARPENTIER, S. ALMEIDA, M. COSTE, J. C. DRUART, L. ECTOR, D. GUILLARD, M. A. HONORÉ, R. ISERENTANT, P. LEDEGANCK, C. LALANNE-CASSOU, C. LESNIAK, I. MERCIER, P. MONCAUT, M. NAZART, N. NOUCHET, F. PERES, V. PEETERS, F. RIMET, A. RUMEAU, S. SABATER, F. STRAUB, M. TORRISI, L. TUDESQUE, B. VAN DE VIJVER, H. VIDAL, J. VIZINET & N. ZYDEK. 2002. Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): results of an inter-comparison exercise. *J. Appl. Phycol.*, 14: 27-39.
- RIMET, F., H. M. CAUCHIE, L. HOFFMANN & L. ECTOR. 2005. Response of diatom indices to simulated water quality improvements in a river. *J. Appl. Phycol.*, 17: 119-128.
- ROTT, E., E. PIPP & P. PFISTER. 2003. Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and cross-check against numerical trophic indication methods used in Europe. *Algological Studies*, 110: 91-115.

- SABATER, S. 2000. Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, S-W. Spain, following a major mine tailings spill. *J. Appl. Phycol.*, 12: 113-124.
- SALOMONI, S., O. ROCHA, V. CALLEGARO & E. A. LOBO. 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí River, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, 559: 233-246.
- SOININEN, J. & K. KÖNÖNEN. 2004. Comparative study of monitoring South-Finish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure. *Aquatic Ecology*, 38: 63-75.
- STEVENSON, R. J. 1984. How current on different sides of substrates in streams affect mechanisms of benthic algal accumulation. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, 69: 241-262.
- TORRALVA, M. M., F. J. OLIVA, N. A. UBEROPASCUAL, J. MALO & M. A. PUIG. 1995. Efectos de la regulación sobre los macroinvertebrados del río Segura (S.E. España). *Limnetica*, 11(2): 49-56.
- TRIST, L., P. KAUR, S. HEYLEN & N. DE PAUW. 2001. Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe river (Brussels, Belgium). *Aquatic Ecology*, 35: 183-194.